© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Die Auswirkungen von Stickstoff-Immissionen auf die Vegetation der Großmittler Trockenrasen

GEORG BIERINGER & NORBERT SAUBERER

Abstract: Effects of nitrogen deposition on dry grassland vegetation in the „Steinfeld". We investigated the influence of elevated nitrogen deposition on the composition and structure of steppe grasslands in the „Steinfeld", south of Vienna, Austria. Compared to vegetation samples collected in 1975 we recorded significant vegetation changes between 1975 and 1997/98. The abundance of some grasses (especially *Bromus erectus*) and the Ellenberg N-indicator value significantly increased since 1975. Some plant species (e.g. *Poa badensis*, *Campanula sibirica*, *Minuartia fastigiata*) which formerly occured frequently in the grasslands are now restricted to open disturbed areas near tracks or on burned grounds. This might due to increased accumulation of plantlitter. We suggest that the observed changes are caused by increased nitrogen deposition, perhaps combined with the effect of elevated CO_2. Some rare and endangered invertebrates (Mollusca: *Helicopsis striata austriaca*, Orthoptera: *Celes variabilis*) will be threatened with extinction if N deposition can not be reduced or general management improved (e.g. establishment of a grazing regime).

Einleitung

Die meisten Trockenrasen Ostösterreichs sind sekundärer Natur, also vom Menschen geschaffen oder zumindest entscheidend geprägt. Dadurch ist ihr Fortbestand von regelmäßigen Eingriffen in die Vegetation abhängig. Im Rahmen der ursprünglichen bäuerlichen Bewirtschaftung war es im allgemeinen Beweidung (seltener Mahd), durch die ein Offenhalten der Rasen gewährleistet wurde. Bei Einstellung der Nutzung versaumen oder verbuschen die Flächen und entwickeln sich letztendlich in vielen Fällen wieder in Richtung eines mehr oder weniger geschlossenen Waldes. Durch die meist nach dem Ende des Zweiten Weltkrieges erfolgte Aufgabe der Beweidung unterliegen derzeit viele Trockenrasen einem strukturellen und floristischen Wandel, der je nach den Standortseigenschaften unterschiedlich rasch verläuft. Über kurz oder lang gefährdet diese Entwicklung den Großteil der pannonischen Trockenrasen Österreichs, sofern nicht eigens Pflegeprogramme für ihre Erhaltung ins Leben gerufen wurden (siehe PAAR et al. 1993).

Im Unterschied dazu sollten primäre Trockenrasen, wie die Federgrassteppen des Steinfeldes, in Struktur und Artenzusammensetzung über lange Zeiträume hinweg unverändert bleiben. Das gilt mit gewissen Einschränkungen (Weideunkräuter oder weideempfindliche Arten) unabhängig von der Bewirtschaftung, sofern diese nicht zu intensiv ist. Für den Bereich des Piesting-Schotterfächers wird diese Annahme durch das Fehlen von Büschen oder Versaumungszeigern in den Trockenrasen bestätigt. Auch die Aussage von FARASIN et al. (1989), daß die Beschreibung der Vegetation durch BUCHNER (1976) Ende der 80er Jahre noch „bemerkenswert aktuell" gewesen sei, läßt die Schottersteppen des nördlichen Steinfeldes als stabiles Ökosystem erscheinen.

Eine genauere Analyse der dieser Feststellung zugrundeliegenden Daten weckt jedoch den Verdacht, daß die ursprüngliche Auswertung zu oberflächlich war. Bei einigen Arten zeigen sich zwischen den Aufnahmen aus den 70er und jenen aus den 80er Jahren Tendenzen zur Zu- oder Abnahme, die von den Autoren der Biotoperhebung Großmittel übersehen wurden. Allerdings zeigt die Karte der Aufnahmepunkte bei FARASIN et al. (1989) eine so ungleiche räumliche Verteilung der unterschiedlichen Aufnahmeserien, daß ein quantitativer Vergleich und damit gesicherte Aussagen nicht möglich sind. Die erwähnten Unterschiede sind also lediglich als erster Hinweis darauf zu werten, daß Veränderungen stattgefunden haben könnten. Unterstützung erfährt diese Vermutung durch die Aussagen von R. Fischer und H. Malicky, die beide das nördliche Steinfeld seit den 50er Jahren kennen. Unabhängig voneinander stellten sie uns gegenüber fest, daß in den Trockenrasen seit den 70er Jahren der Blütenreichtum abgenommen hat und eine Vergrasung mit *Bromus erectus* eingetreten ist. Da es für die weitere Naturschutzarbeit im Steinfeld von entscheidender Bedeutung ist, ob die Trockenrasen tatsächlich einem schleichenden Wandel unterliegen, gingen wir dieser Frage im Rahmen einer gezielten Untersuchung nach.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Material und Methode

Unsere Studie baut auf einem Vergleich der 1975 durchgeführten pflanzensoziologischen Aufnahmen von BUCHNER (1976) mit eigenen Aufnahmen aus den Jahren 1997 und 1998 auf. Die Daten Buchners boten sich als Vergleichsbasis an, da es sich dabei um den ersten nach der Methode Braun-Blanquet erhobenen Datensatz aus dem Steinfeld handelt. Damit stellen Buchners Vegetationsaufnahmen die älteste ausreichend exakt nachvollziehbare Beschreibung der Vegetation der Trockenrasen dar. Überdies erwiesen sich die Angaben Buchners bei verschiedenen Überprüfungen als äußerst zuverlässig, während die von FARASIN et al. (1989) veröffentlichten Tabellen eine Reihe offensichtlicher Fehler enthalten.

Von den 19 Aufnahmepunkten Buchners im nördlichen Steinfeld waren 1997 nur mehr 12 ohne ersichtliche Eingriffe in den Pflanzenbestand erhalten geblieben, allesamt im militärischen Sperrgebiet Großmittel. Die restlichen sieben waren entweder völlig zerstört oder durch verschiedene Eingriffe (z.B. Düngung) so verändert, daß sie für den angestrebten Vergleich nicht in Frage kamen. Die 12 verbliebenen Punkte wurden 1997 und 1998 so genau wie möglich lokalisiert. An jeder dieser Stellen wurden in beiden Jahren auf 5 x 5 m großen Flächen Vegetationsaufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet durchgeführt (vgl. DIERSCHKE 1994), die in der Folge mit den jeweils zugehörigen Aufnahmen aus dem Jahr 1975 verglichen wurden. Die Aufnahmeflächen bei BUCHNER (1976) waren nicht immer 5 x 5 m groß, sondern ihre Größe schwankte von 5 x 5 bis 10 x 10 m (P. Buchner mündl.). Angesichts der Homogenität des Pflanzenbestandes und der im Steinfeld sehr flachen Arten-Areal-Kurve messen wir der dadurch entstehenden Ungenauigkeit keine große Bedeutung bei.

Eine methodische Schwäche liegt darin, daß sich unsere Untersuchungsstellen mit den von Buchner bearbeiteten Probeflächen nicht genau decken. Buchner hat seine Aufnahmepunkte lediglich durch Kreuze auf einer Kopie der ÖK 1:50.000 gekennzeichnet, aber keine Dauervermarkung der Standorte selbst vorgenommen. Ein exaktes Wiederfinden war daher nicht möglich. Die Abweichungen zwischen den verglichenen Flächen können unserer Schätzung nach im Extremfall 100 m betragen.

In einem Gebiet mit stärkerer standörtlicher Differenzierung wäre ein Vergleich auf dieser Basis kaum mehr zulässig. Wir sind jedoch der Ansicht, daß im nördlichen Steinfeld, wo ursprünglich auf einer Fläche von ca. 65 km^2 ein und dieselbe Pflanzengesellschaft ausgebildet war (BUCHNER 1976, SAUBERER & BIERINGER 2001, SAUBERER & BUCHNER 2001), derartige Unschärfen die grundlegenden Ergebnisse unserer Untersuchung nicht berühren. Überdies haben wir versucht, diesem Probeflächenfehler durch zwei Aufnahmeserien in aufeinanderfolgenden Jahren zu begegnen: Da wir die von uns bearbeiteten Flächen ebenfalls nicht markierten, mußten wir sie in beiden Jahren neu lokalisieren. Die Abweichungen zwischen den Daten von 1997 bzw. 1998 lassen daher den Einfluß der ungenauen Verortung abschätzen. In der Variation zwischen unseren beiden Aufnahmeserien ist außerdem eine zweite mögliche Fehlerquelle mit enthalten, und zwar die aufgrund der Witterung von Jahr zu Jahr leicht unterschiedliche Ausprägung der Vegetation.

Zu berücksichtigen ist weiters die Tatsache, daß die Abschätzung der Deckungswerte der einzelnen Arten von individuellen Unterschieden in der Beurteilung geprägt ist. Die Analyse der Rohdaten zeigt, daß wir im Vergleich zu Buchner generell höhere Werte schätzten. Da aber erstens die beobachteten Veränderungen weitaus größer sind als der von uns angenommene Bearbeiterfehler und sich zweitens v.a. die Mengenverhältnisse verschiedener Artengruppen zueinander änderten, gehen wir davon aus, daß der Bearbeiterfehler ebenfalls fast nicht ins Gewicht fällt (mögliche Ausnahmen siehe Diskussion). Alles in allem halten wir unsere Vorgangsweise bei der Erhebung der Vergleichsdaten zu BUCHNER (1976) zwar für theoretisch nicht völlig befriedigend, in der Praxis jedoch für hinreichend exakt, um die von uns angestrebten Beurteilungen zu ermöglichen.

Die statistische Prüfung auf Unterschiede zwischen den Aufnahmeserien erfolgte für die meisten Parameter durch den Wilcoxon-Test für Paardifferenzen, für die Frequenz bzw. Deckung der einzelnen Arten durch Binomial-Test (vgl. BORTZ et al. 1990). Aufgrund der geringen Stichprobe ($n = 12$) wurden die beobachteten Unterschiede bereits ab einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 10 % ($p < 0,1$) als signifikant gewertet. Allerdings erachteten wir nur jene Trends als statistisch gesichert, die bei beiden Vergleichen (1975 mit 1997 und 1975 mit 1998) diesen Wert unterschritten, wodurch die Irrtumswahrscheinlichkeit für die von uns getroffenen Entscheidungen auf 1 % ($p < 0,01$) sinkt. Eine Überbewertung von durch ungenaue Verortung, verschiedene Witterung und individuelle Schätzfehler möglicherweise verursachten Scheindifferenzen ist dadurch unwahrscheinlich.

Da aus den siebziger Jahren keine chemischen und physikalischen Analysen der Probeflächen vorliegen, können etwaige Veränderung der Standortseigenschaften nur indirekt durch die Berechnung der Zeigerwerte

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

nach ELLENBERG et al. (1993) nachgewiesen werden. Vor der Berechnung wurden die Zeigerwerte, die für Mitteleuropa bzw. das Gebiet der BRD ausgearbeitet wurden, durch die Angaben bei Soó (1980) und EHRENDORFER et al. (1973) korrigiert, um sie für die Verhältnisse des pannonischen Raums zu adaptieren. Der Bezugsraum von Soó (1980) ist Ungarn und der von EHRENDORFER et al. (1973) die Umgebung Wiens. Der Osten Österreichs liegt also auf einer Bruchlinie mehrerer Zeigerwert-Systeme, weshalb die Einstufungen mit gewissen Unsicherheiten behaftet sind. Allerdings sind die Unterschiede in den Einstufungen nach den verschiedenen Systemen im allgemeinen gering. Verwendet wurden nur die Zeigerwerte für Nährstoffgehalt, Feuchte, Temperatur und Bodenreaktion, da Soó (1980) und EHRENDORFER et al. (1973) für die übrigen bei ELLENBERG et al. (1993) enthaltenen Zeigerwerte keine Angaben machen. Um Verzerrungen durch in einzelnen Exemplaren auftretende Arten hintanzuhalten, wurden die nach den Artmächtigkeiten gewichteten Werte berechnet.

Ergebnisse

Die bisher aufgetretenen Veränderungen in der Vegetation der Großmittler Trockenrasen haben offenbar (noch) keinen Einfluß auf die Artenzahl der Aufnahmeflächen. Für die Aufnahmen von BUCHNER (1976) errechnen sich im Mittel 27,6 Arten pro Aufnahme, 1997 und 1998 lag der Mittelwert bei 28,3 bzw. 27,9 Arten. Aufgrund dieser mehr oder weniger identen Gesamtartenzahlen sind Vergleiche über die Zu- oder Abnahme einzelner Arten bzw. Artengruppen trotz der teilweise unterschiedlich großen Aufnahmeflächen unproblematisch.

In der Analyse einzelner Arten sind drei Gruppen zu unterscheiden: *Hypericum perforatum*, *Koeleria macrantha* und *Vincetoxicum hirundinaria* haben zwischen 1975 und 1997/98 in der Frequenz signifikant zugenommen, während *Campanula sibirica*, *Cerastium glutinosum*, *Globularia cordifolia* und *Trinia glauca* ebenso deutlich abgenommen haben. *Bromus erectus* und *Stipa eriocaulis* zeigen zwar keine Änderung ihrer Frequenz, erreichen aber signifikant höhere Deckungswerte (siehe Tab. 1). Besonders die Zunahme von *Bromus erectus* ist quantitativ von Bedeutung: Die Deckung dieser Art hat sich seit 1975 mehr als verzehnfacht. Einzelheiten sind dem Anhang 1 bei SAUBERER & BUCHNER (2001) zu entnehmen, der alle unserer Analyse zugrundeliegenden Aufnahmen enthält.

Tab. 1: Signifikante Testergebnisse aus dem Vergleich von Frequenz und Deckung der einzelnen Arten zwischen den Vegetationsaufnahmen von BUCHNER (1976) und Vergleichsaufnahmen der Autoren (Binomial-Test nach BORTZ et al. 1990).

Art	Parameter	Tendenz	p_1[1)]	p_2[2)]
Bromus erectus	Deckung	+	0,033	0,033
Campanula sibirica	Frequenz	-	0,004	0,035
Cerastium glutinosum	Frequenz	-	0,008	0,016
Globularia cordifolia	Frequenz	-	0,035	0,031
Hypericum perforatum	Frequenz	+	0,002	0,004
Koeleria macrantha	Frequenz	+	0,031	0,063
Stipa eriocaulis	Deckung	+	0,020	0,055
Trinia glauca	Frequenz	-	0,031	0,064
Vincetoxicum hirundinaria	Frequenz	+	0,016	0,063

[1)] Irrtumswahrscheinlichkeit für den Vergleich zwischen 1975 und 1997
[2)] Irrtumswahrscheinlichkeit für den Vergleich zwischen 1975 und 1998

Markante Veränderungen sind in den Mengenverhältnissen zwischen verschiedenen Lebensformtypen aufgetreten, insbesondere bei den Horstgräsern und Teppichsträuchern. Diese beiden Gruppen bestimmen nach WAGNER (1941) wesentlich die Physiognomie des Fumano-Stipetum eriocaulis, zu dem auch die Großmittler Trockenrasen gehören (BUCHNER 1976, SAUBERER & BUCHNER 2001). Im Vergleich zwischen den Vegetationsaufnahmen Buchners und unseren eigenen Ergebnissen zeigt sich, daß die durchschnittliche Artenzahl der Horstgräser pro Aufnahme zwischen 1975 und 1997/98 zugenommen hat ($p = 0,091$ bzw. $p = 0,059$). Für die Artenzahl der Teppichsträucher ergibt sich eine schwach negative Tendenz, die aber nicht signifikant ist. In Summe hat sich das Verhältnis der Artenzahlen dieser beiden Gruppen zueinander deutlich verschoben: Während 1975 Horstgräser und Teppichsträucher im Mittel gleiche Artenzahlen aufwiesen, ist in den aktuellen Aufnahmen ein Übergewicht der Horstgräser festzustellen (Abb. 1). Noch ausgeprägter ist die Änderung der

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Vegetationszusammensetzung, wenn man die summierten Deckungswerte als Maß heranzieht. Die Deckung der Horstgräser hat sich demnach etwa verdoppelt (p = 0,002 bzw. p = 0,002), während der leichte Rückgang der Teppichsträucher wieder nicht signifikant ist. Wegen der tendenziellen Überschätzungen der absoluten Deckung durch die Autoren (siehe Methodik) ist v.a. das davon nicht betroffene Verhältnis zwischen Horstgräsern und Teppichsträuchern von Bedeutung: Im Zeitraum von 1975 bis 1997/98 hat es von 2:1 auf 5:1 zugenommen. Die Physiognomie der Großmittler Trockenrasen wird daher heute im Unterschied zu den 70er Jahren viel stärker von Gräsern dominiert, was die von R. Fischer und H. Malicky beobachtete Abnahme des Blütenreichtums erklärt.

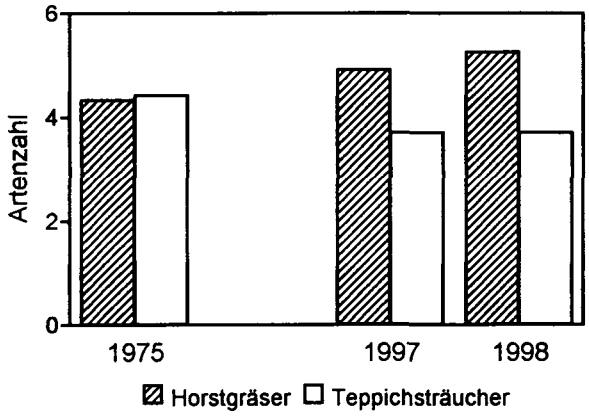

Abb. 1: Mittelwerte der Artenzahlen von Horstgräsern und Teppichsträuchern in je 12 Vegetationsaufnahmen aus dem militärischen Sperrgebiet Großmittel (nach Buchner 1976 und eigenen Daten).

Da Buchner keine gezielte Erhebung struktureller Parameter durchgeführt hat und auch kaum Fotos vorliegen, läßt sich der Wandel der Struktur nur näherungsweise visuell wiedergeben. Wir haben versucht, aus den Vegetationstabellen unter Verwendung der dominierenden Arten die Vegetationsstruktur für die Aufnahmeserien von 1975 bzw. 1997/98 zu rekonstruieren (Abb. 2). Die Deckungswerte der Arten wurden dabei als Anzahl der maßstabsgetreu zusammengestellten Pflanzenbilder grafisch umgesetzt.

Aufschluß über die Ursachen der beschriebenen Verschiebungen in der Zusammensetzung der Trockenrasen liefert am ehesten die Analyse der Zeigerwerte. Von den vier untersuchten Parametern ergeben sich nur für die Nährstoffzahl in beiden Paarvergleichen (1975:1997 und 1975:1998) signifikante Zunahmen (p = 0,034 bzw. p = 0,055). Die Zeigerwerte für Feuchte, Bodenreaktion und Temperatur zeigen hingegen keine signifikanten Veränderungen zwischen 1975 und 1997/98. Daß ein Nährstoff-Faktor eine wesentliche Rolle spielen könnte, geht auch aus Daten hervor, die zur Untersuchung des Feuer-Einflusses gewonnen wurden (vgl. Bieringer & Sauberer 2001a). Zwischen etwa 1978 und 1998 wurden pro Hektar und Jahr mindestens 150 kg mehr an pflanzlicher Trockenmasse produziert als abgebaut. Das hat zu einer Anhäufung unzersetzter Streu in den Rasen geführt. Mitte der 70er Jahre war eine derartige Streuschicht noch nicht vorhanden (P. Buchner mündl.). Daraus folgt, daß zwischen 1955 und 1975 dieses Ungleichgewicht zwischen Produktion und Abbau nicht bestand, obwohl den Trockenrasen auch damals keine Biomasse entzogen wurde. Die Produktivität der Steinfeldrasen war demnach in den 80er und 90er Jahren deutlich höher als in den 50er und 60er Jahren.

Diskussion

Aus floristischer Sicht sind die aufgetretenen Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Steinfeld-Trockenrasen gering: Innerhalb der letzten 20 - 25 Jahre sind weder Pflanzenarten eingewandert, die in den Aufnahmen von Buchner (1976) nicht vertreten sind, noch Arten verschwunden, die in den 70er Jahren regelmäßig anzutreffen waren. Ein Grenzfall ist lediglich das Badener Rispengras (*Poa badensis*), das heute in den Trockenrasen weitgehend zu fehlen scheint und im militärischen Sperrgebiet Großmittel fast nur mehr auf Wegen und Brandschutzstreifen wächst. (Daß der Rückgang dieser Art statistisch nicht absicherbar ist, geht darauf zurück, daß die Frequenz von *Poa badensis* in den 12 Vergleichsaufnahmen geringer ist als im Gesamtmaterial Buchners.)

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Möglicherweise zeichnet sich darin ein beginnender Verlust von Arten ab, der auf sehr lange Sicht vielleicht auch die jetzt abnehmenden Arten *Campanula sibirica*, *Cerastium glutinosum*, *Globularia cordifolia*, *Minuartia fastigiata* und *Trinia glauca* erfassen wird. Die Zwerg- und Teppichsträucher könnten als Gruppe insgesamt betroffen sein. Diese lichtbedürftigen Arten haben zwar zum Großteil langlebige Individuen, können aber wahrscheinlich in den mittlerweile sehr dichten Beständen nicht mehr keimen und sich daher nicht mehr verjüngen (vgl. STEUBING [1993] für *Calluna vulgaris*).

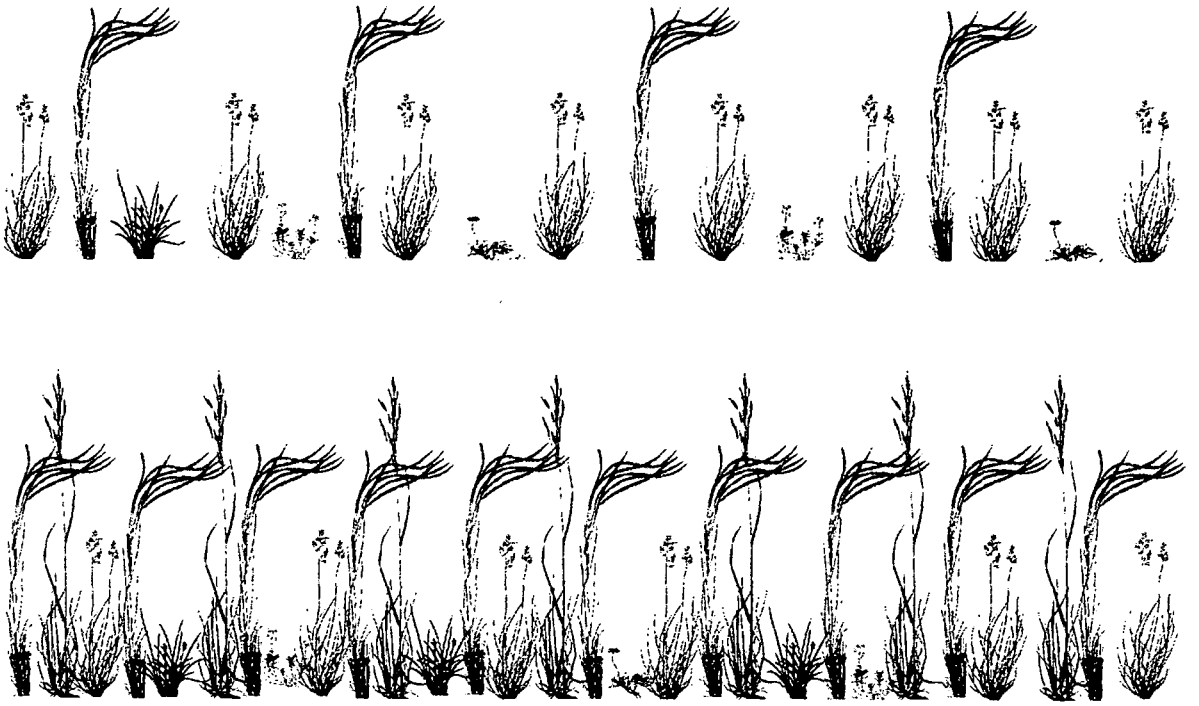

Abb. 2: Struktur der Großmittler Trockenrasen Mitte der 70er (oben) und Ende der 90er Jahre (unten), rekonstruiert nach den durchschnittlichen Artmächtigkeiten nach der Braun-Blanquet-Skala (nach BUCHNER 1976 und eigenen Daten).

Bei allen diesen tatsächlich oder potentiell durch die Vergrasung bedrohten Pflanzen handelt es sich um typische Felssteppenarten, die für das Fumano-Stipetum eriocaulis charakteristisch sind. Die vergleichsweise wenigen Arten, die derzeit in Frequenz oder Deckung zunehmen, haben überwiegend eine deutlich breitere ökologische Amplitude und kommen v.a. auf weniger extremen Trocken- und Halbtrockenrasen sowie an Wald- und Gebüschsäumen vor. Lediglich *Stipa eriocaulis* erreicht von Natur aus hohe Deckungen in den Trockenrasen des nördlichen Steinfeldes. (Dieser Ansicht hat H. Malicky [briefl.] widersprochen, nach dessen Einschätzung ein häufiges Auftreten von *Stipa eriocaulis* einen gestörten Zustand signalisiert. Aussagen und Fotos von R. Fischer scheinen eher für unsere Auffassung zu sprechen. Allerdings ist diese Frage noch nicht abschließend zu beurteilen.)

Auffällig und für den Rückgang der oben genannten, konkurrenzschwachen Arten wahrscheinlich hauptverantwortlich ist der Aufstieg von *Bromus erectus* von einer seltenen Begleitart zu einem der dominierenden Gräser der Steinfeld-Trockenrasen. Die Aufrechte Trespe ist dadurch auch maßgeblich an der Zunahme unzersetzter Streu beteiligt. Der Schwerpunkt ihres Vorkommens liegt in den subozeanischen und submediterranen Trockenrasen West-, Mittel- und Südeuropas (ELLENBERG 1996). In Ostösterreich tritt *Bromus erectus* in den Trockenrasen hinter die Schwingel-Arten (*Festuca* spp.) zurück. Unter noch trockeneren Bedingungen bevorzugt *Bromus erectus* halbschattige oder feuchte bis nasse Bereiche (BRAUN-BLANQUET 1961 cit. in ELLENBERG 1996, ELLENBERG 1996). Auf trockenen Standorten im Wiener Becken dürfte *Bromus erectus* daher schon an der Grenze ihrer ökologischen Amplitude leben.

Aus der Autökologie der Aufrechten Trespe ergeben sich verschiedene mögliche Ursachen für ihre Zunahme. *Bromus erectus* gilt als wenig weideresistent und könnte, nachdem sie im Steinfeld vielleicht durch intensive

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Beweidung zurückgedrängt wurde, natürlicherweise ihr angestammtes Areal wiederbesiedeln. Allerdings wurden die untersuchten Probeflächen weder zur Zeit der Vegetationsaufnahmen durch BUCHNER (1976) noch in den 20 Jahren davor beweidet (R. Fischer mündl.). Auch noch früher können unsere Untersuchungsflächen höchstens sporadisch als Weide gedient haben, da sie allesamt in einem seit etwa 150 Jahren militärisch genutzten Gebiet liegen. Darüber hinaus hat die Zunahme von *Bromus erectus* auf unterschiedlich lange außer Nutzung stehenden Flächen gleichzeitig eingesetzt.

Auch eine Verschiebung in der Menge oder der Verteilung der Niederschläge kommt für die Förderung der Aufrechten Trespe in Betracht, insbesondere in Hinblick auf die erwähnte ökologische Grenzlage des Steinfeldes. Nach Daten der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik hat aber im Zeitraum 1978 bis 1998 weder die jährliche Niederschlagssumme noch die während der Vegetationszeit fallende Regenmenge zugenommen. Da auch der Feuchte-Zeigerwert der Vegetation keine signifikante Zunahme aufweist, besteht derzeit kein Anhaltspunkt dafür, daß Änderungen der Niederschlagsverhältnisse bei der Vergrasung der Federgrassteppen eine Rolle spielen.

Hingegen läßt das Ansteigen des Zeigerwertes für den Nährstoffgehalt darauf schließen, daß Nährstoffeinträge in die Trockenrasen erfolgen. Für diese Annahme spricht auch die offensichtliche Steigerung in der Produktivität der Rasen. Da die Trockenrasen des nördlichen Steinfeldes (mit Ausnahme des Flugfeldes Wiener Neustadt-West) im fraglichen Zeitraum nie gedüngt wurden, können zusätzliche Nährstoffe nur durch Immissionen von Staub und Regen in die Rasen gelangt sein.

Vieles deutet darauf hin, daß diesem Faktor entscheidende Bedeutung zukommt: Erstens besteht in Mitteleuropa seit mehreren Jahrzehnten das Problem, daß die Deposition erheblicher Mengen an Stickstoff-Verbindungen, die aus der Verbrennung fossiler Stoffe und aus der Intensiv-Viehhaltung stammen, zu einer flächendeckenden Eutrophierung führt (BOBBINK et al. 1998, BRIMBLECOMBE & STEDMAN 1982, ELLENBERG et al. 1989). In Deutschland wurden zu Beginn der 80er Jahre durchschnittlich 40 kg Stickstoff (N) pro Hektar und Jahr abgelagert, was jener Menge entspricht, die Anfang der 50er Jahre zur Düngung von Ackerflächen ausgebracht wurde (HÄBERLE & HERRMANN 1984). Sogar in relativen Reinluftgebieten wie der Lüneburger Heide hat sich der N-Eintrag innerhalb eines Jahrzehnts (1979 - 1989) von 13,7 auf 28,4 kg/ha mehr als verdoppelt (MATZNER & ULRICH 1980, STEUBING 1993).

Zweitens sind die Trockenrasen des Steinfeldes ein für Eutrophierungseffekte besonders exponiertes Ökosystem. Seit Aufgabe der Weidenutzung, also großteils seit vielen Jahrzehnten, wird den Rasen keine Biomasse mehr entzogen (siehe aber BIERINGER & SAUBERER 2001a). Darüber hinaus ist das Ausmaß der Stickstoffdeposition in Grasbeständen aufgrund der großen Gesamtoberfläche der Blätter und Stengel besonders hoch (HEIL et al. 1988). Außerdem sind die Böden von Natur aus extrem nährstoffarm (siehe BIERINGER & SAUBERER 2001b). Auch heute noch ist die gesamte N-Reserve des Bodens geringer als die jährlich durch Regen und Staub eingebrachte Menge (G. Bieringer unpubl.), was die enorme Bedeutung dieser anthropogenen N-Quelle für die Vegetation unterstreicht.

Drittens kann *Bromus erectus* erhöhte Stickstoffgaben höchstwahrscheinlich weitaus effizienter in eine Steigerung der Wuchsleistung umsetzen als andere Arten der Trockenrasen. Die „Relative Zuwachsrate" (Relative growth rate = RGR, angegeben in g / g x d) beträgt bei *Bromus erectus* unter optimalen Laborbedingungen zwischen 0,121 und 0,146 (GARNIER 1998). Da es für *Festuca stricta* noch keine entsprechenden Messungen gibt, ist ein Vergleich nur mit verwandten Arten möglich. Die unter optimalen Laborbedingungen festgestellte RGR typischer, an nährstoffarme Verhältnisse gebundener Schwingel-Arten läßt eine gegenüber *Bromus erectus* stark verminderte Wuchsleistung erkennen. So wurde für *Festuca ovina* eine RGR von nur 0,055 festgestellt (BOOT & MENSINK 1991 cit. in GARNIER 1998). Auch Zwerg- und Teppichsträucher wie *Helianthemum canum* oder *Globularia cordifolia* sind nicht in der Lage, auf ein größeres Nährstoffangebot mit einer entsprechend größeren Wuchsleistung zu reagieren. Generell ist daher zu erwarten, daß eine Erhöhung des Nährstoffangebots in den Trockenrasen des Steinfeldes eine noch stärkere Dominanz einiger Grasarten bewirkt, analog der gut dokumentierten Vergrasung atlantischer Heidegebiete auf Kosten von *Calluna vulgaris* (vgl. STEUBING 1993).

Ein weiterer Faktor, der möglicherweise verstärkend wirkt, ist die steigende CO_2-Konzentration der Atmosphäre, die ihrerseits für Ökosystemveränderungen verantwortlich sein kann (z.B. WALKER & STEFFEN 1996). Die Ergebnisse bei experimenteller Verdopplung der CO_2-Konzentration sind abhängig vom untersuchten Ökosystem und der floristischen Zusammensetzung der Vegetation. Während sich die Biomasse in arktischen und alpinen Lebensräumen kaum veränderte (TISSUE & OECHEL 1987, SCHÄPPI & KÖRNER 1996), nahm sie in einer nordamerikanischen Langgras-Prärie deutlich zu (OWENSBY et al. 1993). Am informativsten ist eine Studie über

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

eine submediterrane Olivenhainbrache, in der *Bromus erectus* eine vegetationsbestimmende Rolle spielt (NAVAS et al. 1995). Die Autoren konnten zwar keine signifikante Erhöhung der Gesamtbiomasse feststellen, aber von allen untersuchten Pflanzen stieg bei *Bromus erectus* die Biomasseproduktion am deutlichsten an. Das bemerkenswerteste Ergebnis dieser Studie ist jedoch der Nachweis eines deutlich gesteigerten Stoffumsatzes und einer Erhöhung der Streuakkumulation um 100 %, was möglicherweise eine Parallele zur Entwicklung im Steinfeld darstellt.

Resumé

Das Ökosystem der Federgrassteppe im nördlichen Steinfeld leidet derzeit unter einer höchstwahrscheinlich anthropogen bedingten „Stoffwechselstörung", die sich am augenfälligsten in einem Überhandnehmen von *Bromus erectus*, in der Akkumulation unzersetzter Streu und in einer - im Rahmen dieser Studie nicht quantifizierbaren - Abnahme des Blütenreichtums manifestiert. Durch den Rückgang charakteristischer Felssteppenarten und die Zunahme mesophilerer Halbtrockenrasen- und Saumarten kommt es zu einer Trivialisierung der Vegetation, die mit einem Verlust an Natürlichkeit und einer Verringerung des ästhetischen Wertes der Steinfeld-Rasen einhergeht. Bei den aufgetretenen Veränderungen der Vegetation handelt es sich nicht um eine Umbildung des Bestandes in eine andere Pflanzengesellschaft, sondern lediglich um quantitative Verschiebungen zwischen den Arten des Fumano-Stipetums. In diesem Zusammenhang ist daher nicht von einer Sukzession, sondern eindeutig von einer Degradation zu sprechen.

Als ein das gesamte Ökosystem verändernder Faktor ist die beschriebene Entwicklung heute die wesentlichste Gefährdung der Trockenrasen des Steinfeldes und ihrer Tierwelt (vgl. dazu BIERINGER 2001). Verantwortlich dafür sind mit größter Wahrscheinlichkeit N-Immissionen, deren Effekt möglicherweise durch den Anstieg der CO_2-Konzentration der Atmosphäre noch verstärkt wird. Die Gefährdungsursachen sind so globaler Natur, daß eine Lösung des Problems an sich aussichtslos scheint. Die Federgrassteppen des Steinfeldes sind keine Naturlandschaft mehr, die sich selbst überlassen werden kann. Das weitere Schicksal ihrer Tier- und Pflanzenwelt hängt allein davon ab, ob es gelingen wird, wenigstens die Symptome des Problems durch gezielte Pflegemaßnahmen in den Griff zu bekommen.

Danksagung:
Diese Arbeit ist Teil einer Dissertation, die am Institut für Ökologie und Naturschutz, Abteilung für Terrestrische Ökologie und Bodenzoologie, durchgeführt wird. G. Bieringer dankt K. Sänger für die Betreuung der Doktorarbeit und für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Literatur

BIERINGER G. (2001): Verbreitung, Lebensraumansprüche und Gefährdung der Österreichischen Heideschnecke (*Helicopsis striata austriaca* GITTENBERGER 1969). In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 205-210.

BIERINGER G. & SAUBERER N. (2001a): Feuer - Entwertung oder Erneuerung der Großmittler Trockenrasen? In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 243-249.

BIERINGER G. & SAUBERER N. (2001b): Der Naturraum Steinfeld. In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 9-27.

BOBBINK R., HORNUNG M. & ROELOFS J.G.M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. Journal of Ecology 86: 717-738.

BOOT R.G.A. & MENSINK M. (1991): The influence of nitrogen availability on growth parameters of fast- and slow-growing perennial species. In ATKINSON D.: (ed.): Plant Root Growth. An Ecological Perspective. Blackwell, Oxford. pp. 161-168.

BORTZ J., LIENERT G.A. & BOEHNKE K. (1990): Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik. Springer, Berlin. 939 pp.

BRIMBLECOMBE P. & STEDMAN D.H. (1982): Historical evidence for a dramatic increase in the nitrate component of acid rain. Nature 298: 460-461.

BUCHNER P. (1976): Primäre und sekundäre Trockenrasen des Wiener Neustädter Steinfeldes. Hausarbeit am Botanischen Institut der Universität Wien. 64 pp.

DIERSCHKE H. (1994): Pflanzensoziologie. Eugen Ulmer, Stuttgart. 683 pp.

EHRENDORFER F., NIKLFELD H. & E. HÜBL (1973): Liste der wichtigsten Gefässpflanzen der Trockenlandschaft. In Naturgeschichte Wiens, Band II (eds. F. Ehrendorfer, A. Kaltenbach, H. Niklfeld & F. Starmühlner), Jugend und Volk, Wien, pp. 429-446.

ELLENBERG H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Ulmer, Stuttgart, 5. Auflage, 1095 pp.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

ELLENBERG H., RÜGER A. & VAUK G. (Hrsg., 1989): Eutrophierung - das gravierendste Problem im Naturschutz? NNA-Berichte 2(1): 1-70.

ELLENBERG H., WEBER H.E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W. & PAULISSEN D. (1993): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica (Göttingen) 18: 1-258.

FARASIN K., SCHRAMAYR G., GRÜNWEIS F.M., HAUSER M., KALTENBACH A., TIEDEMANN F. & PROKOP P. (1989): Biotoperhebung Truppenübungsplatz Großmittel. Dokumentation des Zustandes und Diskussion über Entwicklungsmöglichkeiten der naturräumlichen Ausstattung eines militärischen Sperrgebietes. Monographien Bd. 10. Umweltbundesamt, Wien. 139 pp.

GARNIER E. (1998): Interspecific variation in plasticity of grasses in response to nitrogen supply. In CHEPLICK G.P. (ed.): Population biology of grasses. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 155-182.

HÄBERLE M. & HERRMANN K. (1984): Entwicklung von Emissionen und Immissionen wichtiger Luftschadstoffe. Wasser, Luft und Betrieb 7/8: 31-36.

HEIL G.W., WERGER J.M.A., DE MOL W., VAN DAM D. & HEIJNE B. (1988): Capture of Atmospheric Ammonium by grassland Canopies. Science 239: 764-765.

MATZNER E. & ULRICH B. (1980): The transfer of chemical elements within a heath ecosystem (*Calluna vulgaris*) in Nordwestdeutschland. Z. Pflanzenernährung Bodenkd. 143: 666-678.

NAVAS M.L., GUILLERM J.L., FABREQUETTES F. & ROY J. (1995): The influence of elevated CO_2 on community structure, biomass and carbon balance of mediterranean old-field microcosms. Global Change Biology 1: 325-335.

OWENSBY C.E., COYNE P.I., HAM J.M., AUEN L.M. & KNAPP A.K. (1993): Biomass production in a tallgrass prairie ecosystem exposed to ambient and elevated CO_2. Ecological Applications 3: 644-653.

PAAR M., SCHRAMAYR G., TIEFENBACH M & WINKLER I. (1993): Naturschutzgebiete Österreichs. Bd. 1: Burgenland, Niederösterreich, Wien. Monogrphien Bd. 38 A, Umweltbundesamt, Wien. 274 pp.

SAUBERER N. & BIERINGER G. (2001): Wald oder Steppe? Die Frage der natürlichen Vegetation des Steinfeldes. In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 75-92.

SAUBERER N. & BUCHNER P. (2001): Die Trockenrasen-Vegetation des nördlichen Steinfeldes. In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 113-128.

SCHÄPPI B. & KÖRNER C. (1996): Growth dynamics of an alpine grassland to elevated CO_2. Oecologia 105: 43-52.

SOÓ R. (1980): A Magyar Flóra és Vegetácio rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve VI. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 1-557.

STEUBING L. (1993): Der Eintrag von Schad- und Nährstoffen und deren Wirkung auf die Vergrasung der Heide. Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 5: 113-133.

TISSUE D.T. & OECHEL W.C. (1987): Response of Eriophorum vaginatum to elevated CO2 and temperature in the Alaskan tussock tundra. Ecology 68: 401-410.

WAGNER H. (1941): Die Trockenrasengesellschaften am Alpenostrand. Denkschriften Österr. Akad. Wiss., math.-naturwiss. Kl. 104: 1-81.

WALKER B. & STEFFEN W. (eds., 1996): Global change and terrestrial ecosystems. International geosphere-biosphere programme book series 2. Cambridge University Press, Cambridge. 619 pp.

Anschrift der Autoren:
Mag. Georg Bieringer, Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz, Abteilung für Terrestrische Ökologie und Bodenzoologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien
e-mail: georg.bieringer@surfEU.at
Mag. Norbert Sauberer, Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz, Abteilung für Vegetationsökologie und Naturschutzforschung, Althanstraße 14, A-1090 Wien
e-mail: saube@pflaphy.pph.univie.ac.at